

El cambio climático, el ozono troposférico y la material particulada y sus impactos sobre la salud

Kristie L. Ebi¹ y Glenn McGregor²

¹ESS, LLC, Alexandria, Virginia, USA; ²Universidad de Auckland, Auckland, New Zealand

OBJETIVO: Dado a que el estado de la atmósfera determina el desarrollo, el transporte, la dispersión y la sedimentación de los contaminantes ambientales, existe la preocupación de que el cambio climático podría afectar la morbilidad y la mortalidad asociadas a las concentraciones elevadas de estos gases y partículas finas. Examinamos el modo en que el cambio climático podría afectar a las concentraciones futuras de ozono troposférico y materia particulada (MP) y lo que las concentraciones cambiantes podrían significar para la salud de la población.

FUENTES DE LOS DATOS: Examinamos estudios que proyectan los impactos del cambio climático sobre la calidad del ambiente y estudios que proyectan los impactos de estos cambios sobre la morbilidad y la mortalidad.

SÍNTESIS DE LOS DATOS: El cambio climático podría afectar la calidad del ambiente desde el nivel local hasta el regional mediante cambios en los índices de reacción química, la altura de las capas fronterizas que afecta la mezcla vertical de los contaminantes, y los cambios en los patrones de circulación sinóptica del aire que rigen el transporte de los contaminantes. Entre las fuentes de incertidumbre se incluyen el grado del cambio climático futuro, las emisiones futuras de contaminantes ambientales y sus precursores y el modo en que la vulnerabilidad de la población puede cambiar en el futuro. Dadas estas incertidumbres, las proyecciones sugieren que el cambio climático incrementará las concentraciones de ozono troposférico, por lo menos en los países con ingresos elevados en aquellos casos en que las emisiones se mantengan constantes, lo cual incrementaría la morbilidad y la mortalidad. Se dispone de pocas proyecciones para los países de ingresos medios y bajos. La evidencia es menos sólida en el caso de la MP, debido principalmente a que se han realizado pocos estudios.

CONCLUSIONES: Se requiere de investigación adicional para comprender mejor los posibles impactos del cambio climático en los impactos sobre la salud relacionados con la contaminación ambiental. Si los modelos mejorados continúan proyectando concentraciones elevadas de ozono con el cambio climático, entonces la reducción de las emisiones de gases invernadero mejoraría la salud de las generaciones actuales y futuras.

PALABRAS CLAVE: contaminación ambiental, cambio climático, impactos sobre la salud, ozono, materia particulada. This translated article is the property of the U.S. government and is therefore without copyright. Please cite to the original English version of this article — *Environ Health Perspect* 118:000–000 (2010). doi:10.1289/ehp.11463 disponible en <http://dx.doi.org/> [Publicado en línea el 10 de julio de 2008]

Existe abundante literatura que documenta los impactos adversos sobre la salud de la exposición a concentraciones elevadas de contaminantes ambientales, particularmente al ozono, la materia particulada de diámetro aerodinámico < 10 (MP₁₀) y < 2.5 μm (MP_{2.5}), al dióxido de azufre, al dióxido de nitrógeno, al monóxido de carbono y al plomo. En el año 2000 se atribuyeron la contaminación ambiental urbana 0.8 millones de muertes y 7.9 millones de años de vida ajustados por discapacidad perdidos debido a problemas respiratorios, enfermedades pulmonares y cáncer (Organización Mundial de la Salud 2002). Dado que el estado de la atmósfera en diversas escalas determina el desarrollo, el transporte, la dispersión y la sedimentación de los contaminantes ambientales, existe la preocupación de que el cambio climático pueda afectar la carga de enfermedad y mortalidad asociada con estos gases y partículas finas. Por ello examinamos estudios que proyectan los impactos del cambio climático sobre la calidad del ambiente y estudios que proyectan el impacto de estos cambios sobre la morbilidad

y la mortalidad, centrándonos en los estudios publicados a partir del año 2000. Limitamos nuestra reseña a los años más recientes debido a los avances considerables en materia de modelado climático (Solomon et al. 2007).

La meteorología y la contaminación atmosférica

Las concentraciones de contaminación atmosférica son el resultado de las interacciones entre los patrones climáticos locales, las características de la circulación atmosférica, el viento, la topografía, las actividades humanas (es decir, el transporte y la generación de electricidad por combustión de carbón), las respuestas humanas a los cambios climáticos (es decir que el inicio de las temporadas de frío o de calor pueden incrementar las necesidades de calefacción o enfriamiento y por ende las necesidades de energía), así como otros factores. Algunas localidades, por su situación climática y topográfica en general, están predispuestas a tener una mala calidad del aire debido a que el clima da lugar a reacciones químicas que dan lugar producen

una transformación de las emisiones, y la topografía restringe la dispersión de los contaminantes (Kossman y Sturman 2004; Rappengluck et al. 1999).

Algunos contaminantes ambientales presentan ciclos estacionales claros (Álvarez et al. 2000; Eiguren-Fernández et al. 2004; Hazenkamp-Von Arx 2004; Kassomenos et al. 2003; Nagendra y Khare 2003). Ciertas situaciones climáticas proveen las condiciones meteorológicas que se requieren para que ocurran episodios de contaminación. Con frecuencia los episodios de contaminación atmosférica van asociados a sistemas anticiclónicos o de alta presión estacionarios o de migración lenta que reducen la dispersión, la difusión y la sedimentación de la contaminación (Rao et al 2003; Schichtel y Hussar 2001). El campo tridimensional del viento, la turbulencia relacionada con éste y la temperatura vertical son importantes (McGregor 1999; Pal Ayrá 2000). Las condiciones meteorológicas también influyen en los procesos químicos y físicos que intervienen en la formación de contaminantes secundarios tales como el ozono (Nilsson et al. 2001a, 2001b). La circulación del aire a lo largo de los flancos de los sistemas anticiclónicos puede transportar precursores de ozono, creando las condiciones para un evento de ozono (Lennartson y Schwartz 1999; Scott y Diab 2000; Tanner y Law 2002; Yarnal et al. 2001). Las circulaciones de aire a gran escala no necesariamente relacionadas con los sistemas anticiclónicos pueden interactuar con la topografía local, con las brisas marinas/lacustres y terrestres, o con los vientos de las montañas y de los valles incrementando las concentraciones de contaminantes (Cheng et al. 2001; Dayan y Levy 2002; Grossi et al. 1999; Hess et al. 2003; Kitada y Regmi 2003; Lennarston y Schwartz 2002; Liu y Chan 2002; Ma y Lyons 2003; Pillai y Moorthy 2001; Triantafyllou 2001). Los sistemas climáticos distantes tales como los ciclones tropicales y los sistemas de baja

Address correspondence to K.L. Ebi, ESS, LLC, 5249 Tancreti Lane, Alexandria, VA 22034 USA. Telephone: (703) 304-6126. E-mail: krisebi@essllc.org

The authors declare they have no competing financial interests.

Received 7 March 2008; accepted 9 July 2008.

This translation is provided by Instituto Nacional de Salud Pública, Mexico. EHP strives to ensure that its foreign-language materials are faithful translations of their original English-language counterparts. Please report any problems or discrepancies to hu1@niehs.nih.gov.

presión que se encuentran sobre las regiones costeras pueden producir niveles de contaminación elevados (Gallardo et al. 2002; Tanner y Law 2002; Wang y Kwok 2002). El cambio climático podría afectar directamente la calidad del aire a un nivel desde hasta regional a través de cambios en los índices de reacción química, de la altura de las capas fronterizas (es decir, la capa de aire cercana a la tierra que se ve afectada por el calor diurno, la humedad y la transferencia de momento hacia o desde la superficie) que afectan la mezcla vertical de los contaminantes, y a través de cambios en los patrones de circulación sinóptica del aire que determinan el transporte de la contaminación. La escala sinóptica corresponde al tamaño típico de los sistemas de alta y baja presión de latitud media (una longitud horizontal de aproximadamente 1,000 km ó 620 millas). El aumento o la disminución de las emisiones antropogénicas mediante cambios en el comportamiento humano, o las alteraciones de los niveles de emisiones biogénicas debidas a temperaturas más elevadas y a cambios de cobertura terrestre pueden tener efectos indirectos. Los ascensos de la temperatura pueden incrementar las emisiones de isopreno, un hidrocarburo volátil precursor del ozono emitido por muchas especies vegetales leñosas. No obstante, el establecimiento de la escala (local, regional, global) y de la dirección del cambio (mejoramiento o deterioro) de la calidad del ambiente presenta retos (Bernard et al. 2001; Rainham et al. 2001; Semazzi 2003; Swart et al. 2004). Se sabe más acerca de los impactos potenciales del cambio climático sobre el ozono a nivel de la tierra que acerca de otros contaminantes ambientales.

El ozono

Se sabe que el ozono a nivel de tierra es un irritante pulmonar que afecta las membranas mucosas respiratorias, otros tejidos pulmonares y la función respiratoria. La exposición a concentraciones elevadas de ozono está asociada a un incremento de las admisiones a los hospitales por neumonía, enfermedad pulmonar obstructiva crónica, asma, alergia, rinitis y otras enfermedades respiratorias, y con la mortalidad prematura (véase, por ejemplo, Bell et al. 2004, 2007; Gryparis et al. 2004; Ito et al. 2005; Mudway y Kelly 2000). Las concentraciones de ozono del exterior y los patrones de actividad son los determinantes primarios de la exposición al ozono (Suh et al. 2000). Si bien en Europa y América del Norte se tiene un conocimiento considerable de los efectos del ozono sobre la salud, se han realizado pocos estudios en otras regiones. El ozono a nivel de tierra ocurre naturalmente, pero también es el principal componente del smog urbano, un contaminante secundario formado por medio de reacciones fotoquímicas en las que intervienen óxidos de

nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles en presencia de la luz solar intensa con temperaturas elevadas [Agencia de Protección al Ambiente de EEUU (EPA) 2007]. Los cambios en el uso del suelo durante el siglo pasado afectan las concentraciones de ozono al alterar los patrones de vegetación que afectan las emisiones de compuestos orgánicos volátiles biogénicos que influyen en la producción del ozono (Solomon et al. 2007). Además, la urbanización que da lugar a islas de calor puede influir en la producción y dispersión locales del ozono. En las áreas urbanas, los motores de combustión de gasolina son importantes fuentes de compuestos orgánicos volátiles, y siempre que se queman combustibles fósiles se producen óxidos de nitrógeno (EPA EEUU 2007). La temperatura, el viento, la radiación solar, la humedad atmosférica, la ventilación y la mezcla afectan tanto las emisiones de precursores de ozono como la producción de ozono (Mott et al. 2005; Nilsson et al. 2001a, 2001b). Debido a que la formación de ozono depende de la luz solar, las concentraciones son típicamente más elevadas durante los meses del verano, si bien no todas las ciudades han presentado una estacionalidad en las concentraciones de ozono (Bates 2005). Las observaciones demuestran que las tendencias del ozono troposférico en las últimas décadas varían de signo, con incrementos o disminuciones del ozono, y en magnitud en muchas localidades, con considerables tendencias a la alza en las latitudes bajas (Solomon et al. 2007).

Cambios proyectados en las concentraciones troposféricas de ozono asociados al cambio climático. Existen dos fuentes principales de incertidumbre cuando se evalúan los impactos de los cambios futuros en las concentraciones troposféricas de ozono sobre la salud: el alcance de los cambios futuros en las emisiones de precursores de ozono, y el grado en el que las condiciones climáticas futuras podrían incrementar las concentraciones de ozono. Por supuesto, las emisiones futuras son inciertas y dependen de supuestos sobre el crecimiento de la población, el desarrollo económico, las acciones regulatorias y el uso de la energía (Syri et al. 2002; Webster et al. 2002). La creciente regulación de las emisiones antropogénicas de compuestos orgánicos volátiles y óxidos de nitrógeno por los motores a gasolina significa que probablemente crecerá la importancia de la quema de biomasa, incluyendo los incendios, como fuentes de precursores de ozono. Suponiendo que no haya cambios en las emisiones de precursores de ozono, la medida en que el cambio climático afecta la frecuencia de los episodios de ozono futuros dependerá de la presencia de las condiciones meteorológicas requeridas (Hogrefe et al. 2004a; Jones y Davies 2000; Liao et al. 2006; Racherla y Adams 2006;

Sousounis et al. 2002). En los casos en que se proyecta que el cambio climático dé como resultado un incremento en la frecuencia de las condiciones anticiclónicas estables con poca ventilación de las capas fronterizas y altas temperaturas asociadas, condiciones libres de nubes y grandes aportes de radiación solar, es probable que se excedan las normas actuales de calidad del aire (Hogrefe et al. 2004 a; Mickley et al. 2004; Murazaki y Hess 2006; Sousounis et al. 2002).

La calidad futura del ambiente, en especial a nivel local y regional, dependerá parcialmente de las concentraciones de contaminantes a escala global. Las concentraciones de ozono se han incrementado desde la época preindustrial debido a las crecientes emisiones de metano, de monóxido de carbono y de óxidos de nitrógeno, y se espera que esta tendencia continúe durante los próximos 50 años, con base en las proyecciones de las concentraciones medias máximas anuales (Prather et al. 2003). Sin embargo, dado que muchas grandes ciudades proponen reducir las emisiones de contaminantes por los vehículos, se espera que las concentraciones urbanas de ozono se incrementen menos rápidamente o se reduzcan (Cifuentes et al. 2001; Metcalfe et al. 2002). Por ejemplo, se ha calculado que para los Estados Unidos una reducción del 50% de las emisiones de metano reduciría la incidencia de eventos de niveles elevados de ozono casi a la mitad (Fiore et al. 2002). Las disminuciones del ozono estratosférico también pueden dar como resultado mayores incrementos del ozono a nivel de tierra en las regiones contaminadas debido a un incremento de la radiación ultravioleta que llega a la tierra; la radiación ultravioleta interviene en la formación del ozono (Solomon et al. 2002). Se han proyectado en todo el mundo cambios en las concentraciones de ozono a nivel de tierra impulsados por escenarios de emisión futura y/o por patrones climáticos futuros; la mayoría de estas proyecciones son para Europa y América del Norte (Anderson et al. 2001; Aw y Kleeman 2003; Bell et al. 2007; Derwent et al. 2001; Hogrefe et al. 2004b, 2004c, 2005a, 2005b, 2006; Johnson et al. 2001; Leung y Gustafson 2005; Liao et al. 2006; Murazaki y Hess 2006; Racherla y Adams 2006; Steiner et al. 2006; Stevenson et al. 2000; Taha 2001; West et al. 2007). Estos estudios, que van del nivel global al local, se resumen más adelante. Si bien estos estudios no concuerdan en sus enfoques ni en los factores que toman en cuenta, la mayoría de ellos proyectan un incremento en las concentraciones de ozono troposférico, con una elevada variabilidad entre las regiones. El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático concluyó que el cambio climático modificaría una serie de sustancias químicas y de procesos que controlan la calidad del

ambiente, y que es probable que los efectos netos varíen de una región a otra (Solomon et al. 2007).

A escala global, si se considera el año 1990 como periodo de referencia, entonces se proyectaron concentraciones máximas medias anuales moderadamente elevadas de 60 partes por cada mil millones (ppb) para Europa central, China, Brasil, Sudáfrica y el este de América del Norte durante el verano (Anderson et al. 2001). Para el año 2030 se proyectó que, con un escenario de emisión elevada [SRES; véase el Apéndice 1, escenario A2], el área que experimentó un nivel de fondo de 60 ppb se expandirá considerablemente, en especial en Europa y América del Norte. Para el año 2060, la mayoría de las áreas continentales pobladas presentarían concentraciones de ozono de por lo menos 60 ppb. Para el año 2100, se proyectó que una gran parte del Hemisferio Norte tendrá niveles máximos medios anuales de ozono de 60 ppb, al igual que la áreas más pobladas del Hemisferio Sur (Anderson et al. 2001). No obstante, Lio et al. (2006) y Racherla y Adams (2006), valiéndose asimismo del escenario SRES A2, proyectaron que el cambio climático antropogénico podría reducir la carga global de ozono debido a cambios en la química atmosférica. Liao et al. (2006) también proyectaron que las concentraciones superficiales de ozono sobre o cerca de las áreas pobladas y las de quema de biomasa se incrementarían. Se proyectaron las concentraciones de ozono para 10 regiones del mundo en el año 2030, utilizando un modelo acoplado de circulación general con química interactiva (LMDz-INCA; <http://aoc.ammainternational.org/researchProduct/aerosolchemistry/lmdz/index.en.php?current=20060930>) basado en el escenario SRES A2 (West et al. 2007). Se ha demostrado que las concentraciones de ozono modeladas para las condiciones actuales concuerdan razonablemente con las mediciones de ozono superficial. Se proyectó que el promedio ponderado por población de la concentración global máxima de ozono en 8 horas se incrementará en 9.4 partes por cada mil millones por volumen (ppbv), en comparación con una simulación de la concentración en el año 2000, con los mayores incrementos sobre el sur de Asia (casi 15 ppbv) y con incrementos grandes en el Medio Oriente, en el sureste de Asia, en América Latina y en Asia Oriental.

Forkel y Knoche (2006) proyectaron las concentraciones de ozono en Alemania bajo el escenario IS92a, “las cosas como siempre”, para la década de los 2030, en comparación con la de los años 1990. Se proyectó que tanto las emisiones de compuestos orgánicos biogénicos volátiles como las emisiones de óxido nítrico del suelo se incrementarían a medida que se eleven las temperaturas. Las

concentraciones diarias máximas de ozono proyectadas se incrementaron entre 2 y 6 ppb (6-10%) en toda la región del estudio; se calculó que el número de días en la década de los 2030 en que la concentración máxima diaria de ozono excederá los 90 ppb se incrementaría casi 4 veces, de 99 a 384. Murazaki y Hess (2006), utilizando el escenario SRES A1 y un modelo global de transporte de sustancias químicas [MOZART-2; Modelo de Ozono y Trazadores de Sustancias Químicas Relacionadas, versión 2 (gctm.acd.ucar.edu/Mozart)], proyectaron que para fines del siglo XXI el cambio climático antropogénico por sí solo disminuiría las concentraciones de fondo de ozono sobre los Estados Unidos, mientras que el ozono producido internamente aumentaría. Sobre el oeste de los Estados Unidos, las dos fuerzas resultaron aproximadamente iguales. Los autores proyectaron que sobre el este de los Estados Unidos, hasta 12 días adicionales al año excederían los 80 ppbv. Taha (2001) estimó los incrementos de las concentraciones de ozono para finales del siglo en dos ciudades grandes de California con base en resultados que vinculaban el rendimiento de dos modelos generales de circulación con futuras emisiones de óxidos nítricos, compuestos orgánicos volátiles, hidrocarburos biogénicos y sulfatos, y modelos de contaminación ambiental utilizados para evaluar la conformidad con la calidad del aire en estas regiones. Se seleccionaron dos episodios de modelado de demostración de logro para el estudio: la proyección del año 2010 del episodio del 26 al 28 de agosto de “1987” para Los Ángeles, y la proyección del año 2005 del episodio del 11 al 13 de julio de “1990” para el Valle de Sacramento. Se modelaron las concentraciones de ozono en el último día de cada episodio. Bajo supuestos de emisiones controladas en los años futuros, el modelo sugería incrementos considerables de las concentraciones de ozono en el momento de las concentraciones pico base en la Cuenca de Los Ángeles (de hasta 26 ppb, un incremento aproximado del 24%) y en el Valle de Sacramento (de hasta 12 ppb, un incremento aproximado del 10%). Aw y Kleeman (2003) simularon un episodio de contaminación atmosférica elevada en el sur de California en 1996, con meteorología observada y, después, con temperaturas más elevadas. Las concentraciones de ozono se incrementaron hasta un 16% con temperaturas más elevadas (+5°K); hubo menos regularidad en la respuesta a la $MP_{2.5}$, dependiendo de si era más importante el incremento de la formación incrementada de partículas secundarias o el aumento de las pérdidas de partículas de nitrato por evaporación. Steiner et al. (2006) reportaron variaciones en todo California en la sensibilidad del ozono a los cambios de temperatura, a la humedad absoluta, a las emisiones de

compuestos orgánicos biogénicos volátiles y a las condiciones límite de contaminación en una escala fina (resolución de la cuadrícula de 4 km).

En un análisis a escala “gruesa” de la contaminación sobre los Estados Unidos continentales, Mickley et al. (2004) proyectaron que, debido tan solo al cambio climático (escenario SRES A1b), la contaminación ambiental (estimada incluyendo el monóxido de carbono combustible y el negro de carbón como trazadores de la contaminación antropogénica) podrían aumentar en la parte norte de la región central de EEUU debido a las disminuciones, en los años 2000 y 2052, de la frecuencia de los pasos frontales del Canadá que despejan la contaminación ambiental estancada. Leung y Gustafson (2005) utilizaron simulaciones climáticas regionales para la temperatura, la radiación solar, la precipitación y el estancamiento/ventilación, y proyectaron una calidad del ambiente peor en Texas y una calidad del ambiente mejor en la región central de EEUU en 2045–2055, en comparación con 1995–2005.

Bell et al. (2007) demostraron que las concentraciones de ozono en el Atlántico Medio eran más sensibles a los cambios en las emisiones biogénicas que a los cambios en las emisiones antropogénicas. Como parte del Proyecto de Nueva York sobre Clima y Salud Hogrefe y sus colegas realizaron análisis a escala local de los impactos de la contaminación ambiental de los cambios climáticos futuros utilizando el modelado integrado (Hogrefe et al. 2004a, 2004b, 2004c; 2005a, 2005b) para examinar los impactos potenciales de los cambios del clima y del uso del suelo sobre los impactos sobre la salud relacionados con el calor y el ozono en el área metropolitana de la C9udad de Nueva York (Bell et al. 2007; Civerolo et al. 2007; Kinney et al. 2006; Knowlton et al. 2004). Se simuló los datos meteorológicos por hora desde los años 1990 hasta la década de los 2080 con base en los escenarios SRES A2 y B2. Se escalaron a la baja los rendimientos climáticos globales a una cuadrícula de 36 Km sobre el este de los Estados Unidos utilizando el modelo climático regional MM5 (Modelo de Mesoescala 5 del Centro Nacional de Investigación Atmosférica de la Universidad Estatal de Pensilvania; www.mmm.ucar.edu/mm5/). Después se utilizaron los resultados del MM5 como aportes para el modelo de calidad del ambiente a escala regional CMAQ (Modelo Comunitario Multiescala de Calidad del Aire). Se simuló cinco veranos (de junio a agosto) de cada una de cuatro décadas (1990, 2020, 2050 y 2080) en la escala de 36 Km. Las emisiones de precursores de contaminación sobre el este de los Estados Unidos se basaron en los cálculos aproximados de la EPA EEUU al nivel de país para

1996. En comparación con las observaciones de las estaciones de monitoreo de ozono, las proyecciones iniciales fueron congruentes con los patrones espaciales y temporales del ozono sobre el este de los Estados Unidos en la década de los 1990 (Hogrefe et al. 2004a). Se proyectó que las concentraciones máximas diarias promedio en 8 horas se incrementarían en 2.7, 4.2 y 5.0 ppb en las décadas de los 2020, 2050 y 2080, respectivamente, debido al cambio climático (Hogrefe et al. 2004 b). La influencia del clima sobre los valores medios de ozono fue similar en magnitud a la influencia del nivel de fondo global ascendente para los años 2050, pero el clima tuvo un impacto mayor sobre los alores extremos. Cuando se permitió que se incrementaran las emisiones orgánicas biogénicas volátiles en respuesta al calentamiento, se proyectó un incremento adicional de las concentraciones de ozono de magnitud similar a la del clima por sí solo (Hogrefe et al. 2004 b). El cambio climático cambió la distribución de las concentraciones de ozono hacia valores más elevados, con incrementos relativos mayores en las décadas futuras.

La material particulada

Es bien sabido que la MP afecta la morbilidad y la mortalidad (véase, por ejemplo, Dominici et al. 2006; Ibaldo-Mulli et al. 2002; Kappos et al. 2004; Pope et al. 2002), de modo que el incremento de las concentraciones tendría impactos negativos considerables sobre la salud. Utilizando un modelo tridimensional acoplado de clima-contaminación ambiental, Jacobson (2008) comparó los efectos sobre la salud de las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono de la era preindustrial con los de las concentraciones actuales. Los resultados sugieren que el incremento en las concentraciones de CO₂ aumentaron el ozono troposférico y la MP_{2,5}, con lo cual se incrementó la mortalidad en aproximadamente 1.1% por grado de temperatura incrementado por encima del índice basal. Jacobson (2008) calculó que alrededor del 40% del incremento era atribuible al ozono, y el resto, a la MP. El incremento estimado de la mortalidad fue más elevado en aquellas localidades que tienen una mala calidad del aire.

En comparación con el ozono, las evaluaciones del impacto del cambio climático sobre otros contaminantes son escasas. Éstas hacen énfasis en el papel de las estrategias locales de mitigación al determinar las concentraciones futuras de contaminantes tales como la MP y el dióxido de azufre, y tienden a proyectar la probabilidad de que se excedan las normas de calidad del aire, en lugar de concentraciones absolutas (Guttikunda et al. 2003; Hicks 2003; Jensen et al. 2001; Slanina y Zhang, 2004). Los resultados varían por región. Se proyectó que la severidad y la duración de

los episodios de contaminación ambiental regional durante el verano (por monóxido de carbono de combustión y negro de carbón) se incrementarían en el noreste y en la región central de los Estados Unidos para los años de 2045–2052 debido a las reducciones en la frecuencia de los ciclones superficiales inducidas por el cambio climático (Mickley et al. 2004). Un estudio realizado en el Reino Unido proyectó que el cambio climático ocasionaría una gran disminución de los días con concentraciones altas de materia particulada como consecuencia de cambios en las condiciones meteorológicas (Anderson et al. 2001). Sin embargo, en el Proyecto de Nueva York sobre el Clima y la Salud, se proyectó un incremento de las concentraciones de MP_{2,5} con el cambio climático, con efectos diferentes según las especies componentes, con marcados incrementos de sulfatos y de MP primaria y con una disminución de los componentes orgánicos y nitrados, principalmente debido al movimiento de estas especies volátiles de la fase particulada a la fase gaseosa (Hogrefe et al. 2005b, 2006).

Debido a que el transporte translimítrofe de los contaminantes desempeña un papel considerable en la determinación de la calidad del aire desde el nivel local al regional (Ansmann et al. 2003; Bergin et al. 2005; Buchanan et al. 2002; Chan et al. 2002; Claiborn et al. 2000; Martin et al. 2002; He et al. 2003; Helmis et al. 2003; Holloway et al. 2003; Jaffe et al. 2003; Ryall et al. 2002; Tu et al. 2004), es probable que los patrones cambiantes de circulación atmosférica a nivel hemisférico y global resulten igualmente importantes como patrones regionales para la calidad futura del ambiente local (Langmann et al. 2003; Takemura et al. 2001).

Efectos potenciales sobre la salud

La Tabla 1 resume las proyecciones de morbilidad y mortalidad basadas en las relaciones actuales entre la exposición y la mortalidad aplicadas a las concentraciones de ozono proyectadas. Un incremento de las concentraciones de ozono afectaría la capacidad de las regiones de alcanzar sus metas de calidad del aire. Existen pocas proyecciones para las ciudades de los países de ingresos bajos y medianos, pese a que estas poblaciones tienen cargas de contaminación más pesadas, presumiblemente debido a que los fondos para la investigación son limitados.

El Proyecto sobre Clima y Salud de Nueva York proyectó los impactos potenciales sobre la salud de las concentraciones futuras de ozono en el este de los Estados Unidos (Bell et al. 2007; Knowlton et al. 2004). Knowlton y sus colegas calcularon los incrementos absolutos y porcentuales de las muertes diarias relacionadas con el ozono durante el verano

en la región metropolitana de la Ciudad de Nueva York en los años 2050 en comparación con los años 1990 (Kinney et al. 2006; Knowlton et al. 2004). La disponibilidad de proyecciones de ozono a nivel de condado hizo posible comparar los impactos en el núcleo urbano con los de las áreas de la periferia. Los incrementos de la mortalidad relacionada con el ozono como resultado del cambio climático oscilaban entre el 0.4 y el 7.0% en 31 países. Bell et al. (2007) expandieron el análisis a 50 ciudades del este y examinaron tanto la mortalidad como las admisiones a hospitales. Se proyectó un incremento de 4.4 ppb (7.4%) de las concentraciones de ozono promedio para los años 2050; el rango era de 0.8–13.7%. Además, los días de alerta roja de ozono podrían incrementarse en un 68%. Se proyectó que estos cambios darían como resultado un incremento del 0.11 al 0.27% de la mortalidad no accidental y a un incremento promedio del 0.31% de la mortalidad por enfermedades cardiovasculares.

Se proyectaron las concentraciones de ozono para Los Ángeles y San Diego bajo el escenario de emisión SRES A2 (Hwang et al. 2004). Utilizando varios cálculos aproximados de la relación entre la exposición al ozono y la respuesta, Hwang et al. proyectaron que la mortalidad y la admisión a hospitales se incrementarían de manera conjunta hasta un 3.7% aproximadamente, y la mayoría de los incrementos proyectados serían de menos del 1%, dependiendo de la ciudad y de las consecuencias para la salud.

Como parte de la evaluación de los impactos potenciales del cambio climático realizada en el Reino Unido, Anderson et al. (2001) utilizaron parámetros meteorológicos diarios proyectados para cada día de diciembre de 2009, basándose en el escenario IS92a (las cosas como siempre) del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático, para un solo punto de la cuadrícula, el cual representaba las Islas Británicas. Se empleó un modelo tridimensional de química atmosférica global para calcular la influencia de los incrementos proyectados en las emisiones de metano, monóxido de carbono y óxidos de nitrógeno generados por las actividades humanas sobre la distribución global del ozono durante el año 2100. Se proyectó que el impacto de cambio climático sobre los incrementos de la frecuencia y severidad de las condiciones meteorológicas que conducen a episodios de ozono durante el verano se reduciría debido a cambios en las emisiones de especies precursoras de ozono de Europa. Cuando los autores supusieron umbrales para los efectos del ozono sobre la salud, el incremento de los efectos sobre la salud debido al ozono era relativamente pequeño. Cuando no se supuso ningún umbral, se proyectó que el ozono

Tabla 1. Impactos proyectados del cambio climático sobre los efectos en la salud relacionados con el ozono.

Área	Efecto sobre la salud	Modelo	Rebanadas de tiempo del Escenario Climático	Incremento de la temperatura y línea basal	Proyecciones de población y otros supuestos	Resultados principales	Referencia
Nueva York, región metropolitana, Estados Unidos	Muertes relacionadas con el ozono, por condado	Función de concentración–respuesta, de la literatura epidemiológica publicada. Concentraciones de ozono en cuadrícula se-gún el CMAQ	GISS con base en el escenario SRES A2, escalado a la baja utilizando el MM5. Años 2050	1.6–3.2°C en los años 2050, en comparación con los años 1990	La población y la estructura de edades se mantie-nen constantes en el año 2000. Supone que no hay cambios desde el inventario nacional de emi-siones de EPA EEUU y el A2 de 1996. Incrementos constantes de No _x y COVs para los años 2050.	Clima de A2 exclusiva-mente: Incremento del 4.5% de muertes relacionadas con el ozono. Se elevó el ozono en todos los condados. Clima de A2 y precursores: Incremento del 4.4% de las muertes relaciona- das con el ozono. [El ozono no se elevó en todas las áreas, debido a interacciones con No _x .]	Knowlton et al. (2004)
50 ciudades, Este de los Estados Unidos	Hospitalizaciones y muertes relacionadas con el ozono	Función de concentración–respuesta, de la literatura epidemiológica publicada. Concentraciones de ozono en cuadrícula según el CMAQ	GISS con base el escenario SRES A2, escala-do a la baja utili-zando el MM5. Años 2050	1.6–3.2°C en los años 2050, en comparación con los años 1990	La población y la estructura de edades se mantie-nen constantes en el año 2000. Supone que no hay cambios desde el inventario nacional de emi-siones de EPA EEUU y el A2 de 1996. Incrementos constantes de No _x y COVs para los años 2050.	Las concentra- ciones máximas de ozono se incrementan para todas las ciudades; los mayores incre- mentos, en las ciudades con concentraciones actuales más elevadas.	Bell et al. (2007)
Las regiones de Los Ángeles y San Diego, California, Estados Unidos	Hospitalizacio- nes y muertes relacionadas con el ozono	Función de concentración–respuesta, de la literatura epidemiológica publicada. Concentraciones de ozono en cuadrícula.	HadCM3 con base el escenario SRES A2, escalado a la baja utilizando un modelo fotoquí-mico [Cam _x] en los años 2050 y 2090.	2.1–2.7 °C en los años 2050 y 4.6 a 5.5 en los años 2090.	La población y la estructura de edades se mantie-nen constantes en el año 2000. Supone que no hay cambios desde el inventario nacional de emisiones de EPA EEUU y el A2 de 1997. Incrementos constantes de No _x y COVs para los años 2050 y 2090.	Incremento promedio de picos de ozono de 2.0–3.2 ppb en los años 2050, y de 3.1–4.8 en los años 2090. Los incre- mentos de las concentracio-nes pico máxi-mas son 2 y 3 veces mayores. Los incrementos porcentuales de la mortalidad diaria en los años 2050 van de 0.08 a 0.46, dependiendo de la relación entre exposición y res-puesta. Los incrementos en los años 2090 son de 0.12 a 0.69. Los incre- mentos proyec- tados de las ad- misiones a hos-pitales son más elevados.	Hwang et al. (2004)
Inglaterra y Gales, Reino Unido	Días de ocurrencia [ozona, materia particulada, No _x]	Estadístico, basado en factores meteorológicos para los días de niveles elevados de contaminantes (temperatu-ra, velocidad del viento; proyec- ciones de las emisiones de precursores de ozono prove-nientes del tráfico urbano del R. U. y del noroeste de Europa.	Escenarios de UKCIP para las décadas de los 2020, 2050 y 2080.	0.57–1.38 °C en los años 2020; 0.89–2.44°C en los años 2050; 1.13–3.47°C en los años 2080, en comparación con la línea basal de 1961–1990.	La población y la estructura de eda- des se mantienen constantes.		Anderson et al. (2001)
10 regiones del mundo	Mortalidad prematura por exposición aguda al ozo-no.	Coefficiente de mor- talidad por ozono según un estudio de 95 ciudades de los Estados Unidos	Modelo de circulación general acoplados con química interactiva [LMDz-INCA] impulsado por el ecenario SRES A2 para el año 2030.	Línea basal simulada para el año 2000.	Crecimiento de la población y de las emisiones bajo SRES A2. Una realización incluyó una ley recientemente aprobada para controlar el ozono, y otra supuso la máxima reducción factible de precursores de ozono.	Un incremento grande del ozo- no en el año 2030 bajo el es- cenario SRES A2. El ozono global pondera- do por población en 8 horas se incrementó en 9.4 ppb. Junto con el crecimien- to de la pobla- ción, esto se vio aso- ciado a apro-ximadamente 500,000 muertes adicionales. Utili- zando un umbral de 25 ppb podrían evitarse 191,000 muertes en el mundo emple- ando las leyes actualmen- te aproba- das, y podrían evitarse 458,000 muertes utilizando tecno- logías para la máxima reduc- ción factible.	West et al. (2007)

Abreviaturas: CMAQ, Sistema de Modelación de la Calidad del Aire Multi-escala y Comunitario [Community Multiscale Air Quality]; GISS, Instituto Goddard de Estudios Espaciales [Goddard Institute for Space Studies]; HadCM3, uno de los modelos climáticos del Centro Hadley, Reino Unido; No_x, óxidos de nitrógeno; UKCIP Programa de Impactos Climáticos del Reino Unido [United Kingdom Climate Impacts Programme]; COV, compuesto orgánico volátil. Modificado de Confalonieri et al. (2007).

incrementaría las muertes prematuras en un 10, 20 y 40% para los años 2020, 2050 y 2080 respectivamente. Se calcularon aproximadamente 500,00 muertes excesivas para el año 2030 debido a los impactos de las concentraciones de ozono cambiantes y al crecimiento de la población en 10 regiones del mundo bajo el escenario SRES A2 (West et al. 2007). El coeficiente diario de mortalidad aguda por partes por mil millones por volumen de ozono fue tomado de un estudio de 95 ciudades en los Estados Unidos (Bell et al. 2004). Suponiendo un umbral de concentración bajo de 25 ppbv y tomando en consideración la ley recientemente aprobada para controlar los precursores de ozono, se calcula que se evitarían 191,000 muertes globalmente (0.2% del número total de muertes proyectado en 2030). Se calcula que se evitarían 458,000 muertes (0.5% del número total de muertes proyectado en 2030) si las tecnologías de control de emisiones de que se dispone actualmente se emplearan globalmente de manera agresiva. Los análisis de sensibilidad demostraron que los resultados se veían afectados significativamente por el umbral supuesto y por el coeficiente de mortalidad diaria aguda por ozono utilizado.

Discusión

La mala calidad del ambiente afecta actualmente la salud de millones de personas. El cambio climático tiene el potencial de

incrementar las exposiciones dañinas a concentraciones elevadas de ozono y MP_{2.5} a través de cambios en los patrones climáticos regionales. No obstante, existe una gran incertidumbre respecto a las proyecciones futuras. Entre las fuentes de la incertidumbre se incluyen no sólo el cambio climático futuro sino también las emisiones futuras de gases invernadero, precursores de ozono y otros contaminantes, así como el modo en que la vulnerabilidad y los patrones de actividad de la población pueden diferir en el futuro.

Debido a la gran incertidumbre respecto al alcance y la eficacia de las reducciones de emisiones futuras, la mayoría de los estudios que proyectaron los impactos del cambio climático sobre la cualidad del ambiente se enfocaron exclusivamente en el cambio climático futuro y mantuvieron constantes las emisiones de los precursores en el transcurso de las décadas futuras. Por ende, se enfocaron en examinar la sensibilidad a las concentraciones de ozono en los climas futuros alternativos, en lugar de intentar proyectar concentraciones futuras de ozono reales.

Con base en un número limitado de estudios de modelado, es probable que el cambio climático incremente las concentraciones de ozono en los países de ingresos elevados en los que las emisiones de precursores se mantienen constantes, dando lugar a un incremento de la morbilidad y la mortalidad. Existe menos certidumbre respecto al posible impacto del

cambio climático sobre las concentraciones de materia particulada fina.

Cabe esperar controles más estrictos de las emisiones de ozono, MP_{2.5}, y otros contaminantes a medida que crece la evidencia de los impactos adversos de estos contaminantes ambientales sobre la salud. Por lo tanto, la medida en la que el cambio climático afecta la calidad del ambiente dependerá parcialmente de un control regulatorio continuo del ozono y la MP_{2.5}. Al mismo tiempo la sensibilidad de la población puede cambiar debido a los avances médicos y a los cambios en los factores de riesgo.

Las principales respuestas en materia de salud pública a los impactos proyectados del cambio climático sobre la salud son la mitigación y la adaptación. La adaptación no es una estrategia eficaz de manejo de riesgo para la mala calidad del aire, dado que los mecanismos fisiológicos para disminuir la susceptibilidad al ozono y a otros contaminantes ambientales son limitados. Po lo tanto, si los experimentos con modelos mejorados continúan proyectando concentraciones más altas de ozono en un clima cambiante, se requerirán reducciones rápidas de las emisiones generadas por la quema de combustibles fósiles para proteger la salud de las generaciones actuales y futuras. La evidencia sugiere que la reducción de las concentraciones actuales de ozono troposférico disminuye la morbilidad y la mortalidad, con ahorros considerables en costos de atención médica (véase, por ejemplo, Ostro et al. 2006).

Para que las dependencias e instituciones pertinentes desarrollen respuestas adecuadas y oportunas, se requiere de más investigación para reducir las incertidumbres asociadas a las proyecciones de los impactos sobre la salud de las concentraciones cambiantes de ozono y de MPO debidas al cambio climático. Se requiere de investigación para comprender mejor los impactos de las futuras vías de emisión, los impactos del cambio climático en las concentraciones de partículas finas y gases, el modo en que los patrones climáticos cambiantes podrían influir en la frecuencia y severidad de los episodios de mala calidad del aire, la sensibilidad de la población y la manera en que estos factores podrían interactuar. El incremento de las emisiones de gases invernadero sugiere que la calidad futura del ambiente podría decaer si no se incrementan las regulaciones y si no se desarrollan y utilizan nuevas tecnologías.

REFERENCIAS

- Alvarez E, de Pablo F, Tomás C, Rivas L. 2000. Spatial and temporal variability of ground-level ozone in Castilla-León (Spain). *Int J Biometeorol* 44: 44–51.
- Anderson HR, Derwent RG, Stedman J. 2001. Air pollution and climate change. In: *Health Effects of Climate Change in the UK* Department of Health, London:UK Department of Health, 193–217.

Apéndice 1: SRES

Los escenarios SRES fueron creados por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático como imágenes alternativas de cómo podría desarrollarse el futuro (Nakicenovic et al. 2000). Se crearon cuatro argumentos narrativos diferentes para describir las relaciones entre las fuerzas impulsoras de la emisión de gases invernadero y su evolución. No se asignaron probabilidades a los escenarios individuales. No existe un solo escenario que sea el más probable o el más acertado. Ninguno de los escenarios representa un cálculo aproximado de la tendencia central de todas las fuerzas impulsoras o emisiones. Cada argumento SRES asume una dirección claramente diferente para un desarrollo futuro de modo que los cuatro argumentos difieren de maneras cada vez más irreversibles. Los argumentos fueron creados a lo largo de dos dimensiones: los patrones de desarrollo globales en contraposición con los locales, y la cuestión de si las inquietudes económicas o las ambientales serían las primordiales. Es importante señalar que los escenarios no cubren todos los mundos futuros posibles. Por ejemplo, no hay ningún mundo SRES en el cual los ingresos absolutos permanezcan constantes o caigan. Los argumentos A2 y B2 se utilizan frecuentemente para modelar los impactos sobre la salud.

El argumento A2 describe un mundo heterogéneo con el tema subyacente de la independencia y la preservación de las identidades locales. Los patrones de fertilidad varían lentamente de una región a otra, lo que da como resultado una población global en continuo crecimiento. El desarrollo económico está orientado fundamentalmente hacia las regiones, y el crecimiento económico *per capita* y el cambio tecnológico están fragmentados y son más lentos en comparación con los otros escenarios.

El argumento B2 describe un mundo en el que se hace énfasis en las soluciones locales a la sustentabilidad económica, social y ambiental. Es un mundo con una población global en continuo crecimiento (a un ritmo más lento que la del argumento A2), niveles intermedios de desarrollo económico y un cambio tecnológico menos rápido y más diverso.

Las emisiones totales de CO₂ acumulativas están clasificadas como muy elevadas en el escenario A2 [$<1,800$ GtC (gigatoneladas)] y como medianas-bajas en el escenario B2 (1,100–1,450 GtC) en el año 2100.

- Ansmann A, Bosenberg J, Chaikovskiy A, Comeron A, Eckhardt S, Eixmann R, et al. 2003. Long-range transport of Saharan dust to northern Europe: The 11–16 October 2001 outbreak observed with EARLINET. *J Geophys Res Atmos* 108(D24):4783.
- Aw J, Kleeman MJ. 2003. Evaluating the first-order effect of inter-annual temperature variability on urban air pollution. *J Geophys Res* 108:7/1–7/18.
- Bates DV. 2005. Ambient ozone and mortality. *Epidemiology* 16(4):427–429.
- Bell ML, Goldberg R, Hogrefe C, Kinney PL, Knowlton K, Lynn B, et al. 2007. Climate change, ambient ozone, and health in 50 US cities. *Clim Change* 82:61–76.
- Bell ML, McDermott A, Zeger SL, Samet JM, Dominici F. 2004. Ozone and mortality in 95 US urban communities, 1987 to 2000. *JAMA* 292:2372–2378.
- Bergin MS, West JJ, Keating TJ, Russell AG. 2005. Regional atmospheric pollution and transboundary air quality management. *Annu Rev Environ Resources* 30:1–37.
- Bernard SM, Samet JM, Grambsch A, Ebi KL, Romieu I. 2001. The potential impacts of climate variability and change on air pollution-related health effects in the United States. *Environ Health Perspect* 109:199–209.
- Buchanan CM, Beverland IJ, Heal MR. 2002. The influence of weather-type and long-range transport on airborne particle concentrations in Edinburgh, UK. *Atmos Environ* 36:5343–5354.
- Chan CY, Chan LY, Lam KS, Li YS, Harris JM, Oltmans SJ. 2002. Effects of Asian air pollution transport and photochemistry on carbon monoxide variability and ozone production in subtropical coastal south China. *J Geophys Res Atmos* 107(D24):4746.
- Cheng WL, Pai JL, Tsuang BJ, Chen CL. 2001. Synoptic patterns in relation to ozone concentrations in west-central Taiwan. *Meteorol Atmos Phys* 78:11–21.
- Cifuentes L, Borja-Aburto VH, Gouveia N, Thurston G, Davis DL. 2001. Assessing the health benefits of urban air pollution reductions associated with climate change mitigation (2000–2020): Santiago, São Paulo, Mexico City, and New York City. *Environ Health Perspect* 109: 419–425.
- Civerolo K, Hogrefe C, Lynn B, Rosenthal J, Ku J-Y, Solecki W, et al. 2007. Estimating the effects of increased urbanization on future surface meteorology and ozone concentrations in the New York City metropolitan region. *Atmos Environ* 41(9):1803–1818.
- Claiborn, CS, Finn D, Larson TV, Koenig JQ. 2000. Windblown dust contributes to high PM2.5 concentrations. *J Air Waste Manag Assoc* 50:1440–1445.
- Confalonieri U, Menne B, Akhtar R, Ebi KL, Hauge M, Kovats RS, et al. 2007. Human health. In: *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden PJ, Hansen CE, eds). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Dayan U, Levy I. 2002. Relationship between synoptic-scale atmospheric circulation and ozone concentrations over Israel. *J Geophys Res Atmos* 107(D24):4813.
- Derwent RG, Collins WJ, Johnson CE, Stevenson DS. 2001. Transient behaviour of tropospheric ozone precursors in a global 3-D CTM and their indirect greenhouse effects. *Clim Change* 49:463–487.
- Dominici F, Peng RD, Bell ML, Pham L, McDermott A, Zeger SL, et al. 2006. Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *JAMA* 295(10):1127–1134.
- Eiguren-Fernandez A, Miguel AH, Froines JR, Thurairatnam S, Avol EL. 2004. Seasonal and spatial variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in vapor-phase and PM2.5 in Southern California urban and rural communities. *Aerosol Sci Technol* 38:447–455.
- Fiore AM, Jacob DJ, Field DB, Streets DG, Fernandes SD, Jang C. 2002. Linking ozone pollution and climate change: the case for controlling methane. *Geophys Res Lett* 29(19):919.
- Forkel R, Knoche R. 2006. Regional Climate Change and Its Impact on Photooxidant Concentrations in Southern Germany: Simulations with a Coupled Regional Climate-chemistry Model. *J Geophys Res* 111.
- Gallardo L, Olivares G, Langner L, Aarhus B. 2002. Coastal lows and sulfur air pollution in Central Chile. *Atmos Environ* 36:3829–3841.
- Grossi P, Philippe T, Martilli A, Clappier A. 1999. Effect of sea breeze on air pollution in the greater Athens area. Part II: Analysis of different emission scenarios. *J Appl Meteorol* 39:563–575.
- Gryparis A, Forsberg B, Katsouyanni K, Analitis A, Touloumi G, Schwartz J, et al. 2004. Acute effects of ozone on mortality from the “air pollution and health: a European approach” project. *Am J Respir Crit Care Med* 170:1080–1087.
- Guttikunda SK, Carmichael GR, Calori G, Eck C, Woo J-H. 2003. The contribution of megacities to regional sulfur pollution in Asia. *Atmos Environ* 37:11–22.
- Hazenkamp-Von Arx ME, Gotschi T, Ackermann-Liebrich U, Bono R, Burney P, Cyrus J, et al. 2004. PM2.5 and NO2 assessment in 21 European study centres of ECRHS II: annual means and seasonal differences. *Atmos Environ* 38:1943–1953.
- He Z, Kim YJ, Ogunjobi KO, Hong CS. 2003. Characteristics of PM2.5 species and long-range transport of air masses at Taean background station, South Korea. *Atmos Environ* 37:219–230.
- Helmis CG, Moussiopoulos N, Flocas HA, Sahm P, Assimakopoulos VD, Naneris C. 2003. Estimation of transboundary air pollution on the basis of synoptic-scale weather types. *Int J Climatol* 23:405–416.
- Hess GD, Tory KJ, Puri K, Cope ME, Lee S, Manins PC, et al. 2003. The Australian air quality forecasting system. Part II: case study of a Sydney 7-day photochemical smog event. *J Appl Meteorol* 43:663–679.
- Hicks BB. 2003. Planning for air quality concerns of the future. *Pure Appl Geophys* 160(1–2): 57–74.
- Hogrefe C, Biswas J, Lynn B, Civerolo K, Ku J-Y, Rosenthal J, et al. 2004a. Simulating regional-scale ozone climatology over the Eastern United States: model evaluation results. *Atmos Environ* 38:2627–2638.
- Hogrefe C, Civerolo K, Ku J-Y, Lynn B, Rosenthal J, Knowlton K, et al. 2004b. Modeling the Air Quality Impacts of Climate and Land Use Change in the New York City Metropolitan Area, Models-3 Users’ Workshop, 18–20 October 2004. Research Triangle Park, NC. Available: http://www.cmascenter.org/html/2004_workshop/abstracts/Climate%20Multiscale/Hogrefe_abstract.pdf [accessed 15 September 2008].
- Hogrefe C, Civerolo K, Ku J-Y, Lynn B, Rosenthal J, Solecki B, et al. 2006. Air quality in future decades—determining the relative impacts of changes in climate, anthropogenic and biogenic emissions, global atmospheric composition, and regional land use. In: *Air Pollution Modeling and Its Application XVII* (Borrego C, Norman AL, eds). Proceedings of the 27th NATO/CCMS International Technical Meeting on Air Pollution Modeling and Its Application, 25–29 October 2004, Banff, Canada. New York: Springer, 217–226.
- Hogrefe C, Leung R, Mickley L, Hunt S, Winner D. 2005a. Considering climate change in air quality management. *EM (Environmental Modeler)* October:19–23.
- Hogrefe C, Lynn B, Civerolo K, Ku J-Y, Rosenthal J, Rosenzweig C, et al. 2004c. Simulating changes in regional air pollution over the eastern United States due to changes in global and regional climate and emissions. *J Geophys Res* 109:D22301.
- Hogrefe C, Lynn B, Rosenzweig C, Goldberg R, Civerolo K, Ku J-Y, et al. 2005b. Utilizing CMAQ Process Analysis to Understand the Impacts of Climate Change on Ozone and Particulate Matter, Models-3 Users’ Workshop, 26–28 September 2005. Chapel Hill, NC. Available: http://www.cmascenter.org/conference/2005/abstracts/3_2.pdf [15 September 2008].
- Holloway T, Fiore A, MG Hastings MG. 2003. Intercontinental transport of air pollution: will emerging science lead to a new hemispheric treaty? *Environ Sci Technol* 37:4535–4542.
- Hwang R, Burer MJ, Bell M. 2004. Smog in the Forecast: Global Warming, Ozone Pollution and Health in California. San Francisco: National Resources Defense Council.
- Ibald-Mulli A, Wichmann HE, Kreyling W, Peters A. 2002. Epidemiological evidence on health effects of ultrafine particles. *J Aerosol Med* 15:189–201.
- Ito K, De Leon SF, Lippmann M. 2005. Associations between ozone and daily mortality: analysis and meta-analysis. *Epidemiology* 16:446–457.
- Jacobson MZ. 2008. On the causal link between carbon dioxide and air pollution mortality. *Geophys Res Lett* 35:L03809; doi:10.1029/2007GL031101. [Online 12 February 2008].
- Jaffe D, Bertschli I, Jaegle L, Novelli P, Reid JS, Tamimoto H, et al. 2004. Long-range transport of Siberian biomass burning emissions and impact on surface ozone in western North America. *Geophys Res Lett* 31:L16106.
- Jaffe D, McKendry I, Anderson T, Price H. 2003. Six ‘new’ episodes of trans-Pacific transport of air pollutants. *Atmos Environ* 37:391–404.
- Jensen SS, Berkowicz R, Winther M, Palmgren F, Zlatev Z. 2001. Future air quality in Danish cities due to new emission and fuel quality directives of the European Union. *Int J Vehicle Design* 27:195–208.
- Johnson CE, Stevenson DS, Collins WJ, Derwent RG. 2001. Role of climate feedback on methane and ozone studied with a coupled ocean-atmosphere-chemistry model. *Geophys Res Lett* 28:1723–1726.
- Jones JM, Davies TD. 2000. The influence of climate on air and precipitation chemistry over Europe and downscaling applications to future acidic deposition. *Clim Res* 14(1):7–24.
- Kappos AD, Bruckmann P, Eikmann T, Englert N, Heinrich U, Hoppe P, et al. 2004. Health effects of particles in ambient air. *Int J Hyg Environ Health* 207: 399–407.
- Kassomenos PA, Sindosi DA, Lolis CJ, Chaloulakou A. 2003. On the relation between seasonal synoptic circulation types and spatial air quality characteristics in Athens, Greece. *J Air Waste Manag Assoc* 53:309–324.
- Kato S, Kajita Y, Itokazu R, Hirokawada J, Kodae S, Kinjof Y. 2004. Transport of atmospheric carbon monoxide, ozone, and hydrocarbons from Chinese coast to Okinawa island in the Western Pacific during winter. *Atmos Environ* 38: 2975–2981.
- Kellogg CA, Griffin DW. 2006. Aerobiology and the global transport of desert dust trends. *Ecol Evol* 21(11):638–644.
- Kinney P, Rosenthal J, Rosenzweig C, Hogrefe C, Solecki W, Knowlton K, et al. 2006. Assessing the potential public health impacts of changing climate and land use: NY Climate and Health Project. In: *Regional Climate Change and Variability: Impacts and Responses* (Ruth M, Donaghy K, Kirshen P, eds). New Horizons in Regional Science Series. Cheltenham, UK: Edward Elgar, 161–189.
- Kitada T, Regmi RP. 2003. Dynamics of air pollution transport in late winter/early over Kathmandu valley, Nepal, as revealed with numerical simulation. *J Appl Meteorol* 12:1770–1798.
- Knowlton K, Rosenthal JE, Hogrefe C, Lynn B, Gaffin S, Goldberg R, et al. 2004. Assessing ozone-related health impacts under a changing climate. *Environ Health Perspect* 112:1557–1563.
- Kossmann M, Sturman A. 2004. The surface wind field during winter smog nights in Christchurch and coastal Canterbury, New Zealand. *Int J Climatol* 24: 93–108.
- Langmann B, Bauer SE, Bey I. 2003. The influence of the global photochemical composition of the troposphere on European summer smog. Part I: Application of a global to mesoscale model chain. *J Geophys Res Atmos* 108(D4): 4146.
- Lennartson GJ, Schwartz MD. 1999. A synoptic climatology of surface-level ozone in Eastern Wisconsin, USA. *Clim Res* 13:207–220.
- Leung RL, Gustafson WI Jr. 2005. Potential regional climate change and implications to US air quality. *Geophys Res Lett* 32(16).
- Liang Q, Jaegle L, Jaffe DA, Weiss-Penzias P, Heckman A, Snow JA. 2004. Long-range transport of Asian pollution to the northeast Pacific: seasonal variations and transport pathways of carbon monoxide. *J Geophys Res Atmos* 109(D23):D23S07.
- Liao H, Chen WT, Seinfeld JH. 2006. Role of climate change in global predictions of future tropospheric ozone and aerosols. *J Geophys Res Atmos* 111:D12304.
- Liu HP, Chan JCL. 2002. Boundary layer dynamics associated with a severe air-pollution episode in Hong Kong. *Atmos Environ* 36:2013–2025.
- Ma YM, Lyons TJ. 2003. Recirculation of coastal urban air pollution under a synoptic scale thermal trough in Perth, Western Australia. *Atmos Environ* 37: 443–454.
- Martin BD, Fuelberg HE, Blake NJ, Crawford JH, Logan LA, Blake DR, et al. 2002. Long-range transport of Asian outflow to the equatorial Pacific. *J Geophys Res Atmos* 108(D23):8322.
- McGregor GR. 1999. Basic meteorology. In: *Air Pollution and Health* (Holgate S, Samet JM, Koren HS, Maynard RL, eds). London: Academic Press, 21–49.
- Metcalfe SM, Whyatt JD, Derwent RG, O’Donoghue M. 2002. The regional distribution of ozone across the British Isles and its response to control strategies. *Atmos Environ* 36:4045–4055.
- Mickley LJ, Jacob DJ, Field BD, Rind D. 2004. Effects of future

- climate change on regional air pollution episodes in the United States. *Geophys Res Lett* 31: L24103.
- Moore KG, Clarke AD, Kapustin VN, Howell SG. 2003. Long-range transport of continental plumes over the Pacific Basin: aerosol physicochemistry and optical properties during PEM-Tropics A and B. *J Geophys Res Atmos* 108(D2):8236.
- Mott JA, Mannino DM, Alverson CJ, Kiyu A, Hashim J, Lee T, et al. 2005. Cardiorespiratory hospitalizations associated with smoke exposure during the 1997 Southeast Asian forest fires. *Int J Hyg Environ Health* 208: 75–85.
- Mudway IS, Kelly FJ. 2000. Ozone and the lung: a sensitive issue. *Mol Aspects Med* 21:1–48.
- Murazaki K, Hess P. 2006. How does climate change contribute to surface ozone change over the United States? *J Geophys Res* 111:D05301; doi:10.1029/2005JD005873, 2006. [Online 1 March 2006].
- Nagendra S, Khare M. 2003. Diurnal and seasonal variations of carbon monoxide and nitrogen dioxide in Delhi City. *Int J Environ Pollut* 19:75–96.
- Nakicenovic N, Alcamo J, Davis G, de Vries B, Fenhann J, Gaffin S, et al., eds. 2000. *Special Report on Emissions Scenarios*. Cambridge, U.K.:Cambridge University Press.
- Nilsson ED, Paatero J, Boy M. 2001a. Effects of air masses and synoptic weather on aerosol formation in the continental boundary layer. *Tellus Series B: Chem Phys Meteorol* 53:462–478.
- Nilsson ED, Rannik U, Kulmala M, Buzoriz G, O'Dowd CD. 2001b. Effects of continental boundary layer evolution, convection, turbulence and entrainment, on aerosol formation *Tellus Series B: Chem Phys Meteorol* 53: 441–461.
- Ostro BD, Tran T, Levy JI. 2006. The health benefits of reduced tropospheric ozone in California. *J Air Waste Manag Assoc* 56:1007–1021.
- Pal Arya S. 2000. Air pollution meteorology and dispersion. *Bound Lay Meteorol* 94: 171–172.
- Pillai PS, Moorthy KK. 2001. Aerosol mass-size distributions at a tropical coastal environment: response to mesoscale and synoptic processes. *Atmos Environ* 35: 4099–4112.
- Pope CA III, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, et al. 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 287:1132–1141.
- Prather M, Gauss M, Bernsten T, Isaksen I, Sundet J, Bey I, et al. 2003. Fresh air in the 21st century? *Geophys Res Lett* 30(2):1100.
- Racherla PN, Adams PJ. 2006. Sensitivity of global tropospheric ozone and fine particulate matter concentrations to climate change. *J Geophys Res Atmos* 111: D24103.
- Rainham DGC, Smoyer KE, Burnett RT. 2001. Spatial synoptic classification of air pollution and human mortality associations in Toronto, Canada: past relationships and policy implications. *Am J Epidemiol* 153(suppl S):1015.
- Rao ST, Ku JY, Berman S, Zhang D, Mao H. 2003. Summertime characteristics of the atmospheric boundary layer and relationships to ozone levels over the eastern United States. *Pure Appl Geophys* 160:21–55.
- Rappengluck B, Oyola P, Olaeta I, Fabian P. 1999. The evolution of photochemical smog in the metropolitan area of Santiago de Chile. *J Appl Meteorol* 39: 275–290.
- Ryall DB, Derwent RG, Manning AJ, Redington AL, Corden J, Millington W, et al. 2002. The origin of high particulate concentrations over the United Kingdom, March 2000. *Atmos Environ* 36:1363–1378.
- Schichtel BA, Husar RB. 2001. Eastern North American transport climatology during high- and low-ozone days. *Atmos Environ* 35:1029–1038.
- Scott GM, Diab RD. 2000. Forecasting air pollution potential: a synoptic climatological approach. *J Air Waste Manag Assoc* 50:1831–1842.
- Semazzi F. 2003. Air quality research: perspective from climate change modelling research. *Environ Int* 29:253–261.
- Slanina S, Zhang YH. 2004. Aerosols: connection between regional climatic change and air quality (IUPAC Technical Report). *Pure Applied Chem* 76:1241–1253.
- Solomon KR, Tang XY, Wilson SR, Zanis P, Bais AF. 2003. Changes in tropospheric composition and air quality due to stratospheric ozone depletion. *Photochem Photobiol Sci* 2:62–67.
- Solomon S, Qin D, Manning M, Alley RB, Bernsten T, Bindoff NL, et al. 2007. Technical summary. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt K, Tignor M, Miller HL, eds). Cambridge, UK/New York, NY:Cambridge University Press, 19–91.
- Sousounis PJ, Scott CPJ, Wilson ML. 2002. Possible climate change impacts on ozone in the Great Lakes region: some implications for respiratory illness. *J Great Lakes Res* 28:626–642.
- Steiner AL, Tonse S, Cohen RC, Goldstein AH, Harley RA. 2006. Influence of future climate and emissions on regional air quality in California. *J Geophys Res Atmos* 111: D18303.
- Stevenson DS, Johnson CE, Collins WJ, Derwent RG, Edwards JM. 2000. Future estimates of tropospheric ozone radiative forcing and methane turnover: the impact of climate change. *Geophys Res Lett* 27:2073–2076.
- Suh HH, Bahadori T, Vallarino J, Spengler JD. 2000. Criteria air pollutants and toxic air pollutants. *Environ Health Perspect* 108(suppl 4):625–633.
- Swart R, Amann M, Raes F, Tuinstra W. 2004. A good climate for clean air: linkages between climate change and air pollution. *Clim Change* 66:263–269.
- Syri S, Karvosenoja N, Lehtila A, Laurila T, Lindfors V, Tuovinen JP. 2002. Modeling the impacts of the Finnish Climate Strategy on air pollution. *Atmos Environ* 36: 3059–3069.
- Taha H. 2001. Potential Impacts of Climate Change on Tropospheric Ozone in California: A Preliminary Episodic Modeling Assessment of the Los Angeles Basin and the Sacramento Valley. LBNL-46695. Berkeley, CA:Lawrence Berkeley National Laboratories.
- Takemura T, Nakajima T, Nozawa T, Aoki K. 2001. Simulation of future aerosol distribution, radiative forcing, and long-range transport in East Asia. *J Meteorol Soc Japan* 79:1139–1155.
- Tanner PA, Law PT. 2002. Effects of synoptic weather systems upon the air quality in an Asian megacity. *Water Air Soil Pollut* 136:105–124.
- Triantafyllou AG. 2001. PM10 pollution episodes as a function of synoptic climatology in a mountainous industrial area. *Environ Poll* 112:491–500.
- Tu FH, Thornton DC, Brandy AR, Carmichael GR, Tang YH, Thornhill KL, et al. 2004. Long-range transport of sulfur dioxide in the central Pacific. *J Geophys Res Atmos* 109(D15):D15S08.
- U.S. EPA. 2007. Review of the National Ambient Air Quality Standards for Ozone: Policy Assessment of Scientific and Technical Information. OAOPS Staff Paper. EPA-452/R-07-007. Research Triangle Park, NC:U.S. Environmental Protection Agency. Available: http://www.epa.gov/ttnnaqs/standards/ozone/data/2007_07_ozone_staff_paper.pdf [accessed 1 May 2008].
- Wang T, Kwok JYH. 2002. Measurement and analysis of a multi-day photochemical smog episode in the Pearl River delta of China. *J Appl Meteorol* 42:404–416.
- Webster MD, Babiker M, Mayer M, Reilly JM, Harnisch J, Hyman R, et al. 2002. Uncertainty in emissions projections for climate models. *Atmos Environ* 36: 3659–3670.
- West JJ, Szopa S, Hauglustaine DA. 2007. Human mortality effects of future concentrations of tropospheric ozone. *CR Geoscience* 339:775–783.
- WHO. 2002. *World Health Report 2002: Reducing Risks, Promoting Healthy Life*. Geneva:World Health Organization.
- Yarnal B, Comrie AC, Frakes B, Brown DP. 2001. Developments and prospects in synoptic climatology. *Int J Climatol* 21:1923–1950.